

**FACULTAD DE CIENCIAS
GRADO EN BIOLOGÍA
TRABAJO FIN DE GRADO
CURSO ACADÉMICO 2017-2018**

**CAMBIOS EN LOS PATRONES DE PRODUCCIÓN DE
UNA COMUNIDAD DE MATORRAL SECUNDARIO
MEDITERRÁNEO EN UN GRADIENTE EXPERIMENTAL
DE DISPONIBILIDAD HÍDRICA.**

MARTA BAUSÀ MOLTÓ

RESUMEN

El cambio climático pone en peligro el futuro de la humanidad y otras formas de vida. Se prevé que el aumento de la temperatura media de la superficie terrestre y la alteración de los patrones de precipitación desencadenen eventos meteorológicos más extremos e incendios más recurrentes. La alteración de los hábitats provoca pérdidas en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. El Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPPC) clasifica a los ecosistemas Mediterráneos dentro de los más sensibles al cambio climático.

En este estudio analizamos los cambios que produce la reducción de la precipitación en la producción de un matorral secundario Mediterráneo, propio de la alianza botánica *Rosmarino-Ericion*. Para ello hemos llevado a cabo un experimento manipulativo de cambio climático con el que sometemos a la vegetación a un gradiente de disponibilidad hídrica. Este se consigue con 4 tratamientos: (1) Exclusión, (2) Techado control, (3) Control, (4) Riego. En ellos se estudian variables ambientales, y de cambios en el ecosistema: la cobertura vegetal, la producción de hojarasca y raíces, y la descomposición de hojarasca. Excluimos un 79% de precipitación en las parcelas del tratamiento 1. Y se redujeron los meses de sequía a la mitad en el tratamiento de riego, respecto al control. La producción y la descomposición de la hojarasca fueron más elevadas en el tratamiento de riego que en el de exclusión, 75% y 170% respectivamente. Dos años después del inicio del experimento se han obtenido resultados significativos. Aunque por las dimensiones del experimento, estos no se esperaban obtener hasta dos años más tarde.

PALABRAS CLAVE

Matorral mediterráneo; cambio climático; producción; exclusión agua lluvia; hojarasca

ABSTRACT

Climate change endanger the future of humanity and other life forms. It is predicted that the surface average temperature rising and disturbances of precipitation patterns to trigger extreme meteorological events and more recurrent fires. The change in habitats causes losses in biodiversity and ecosystem services. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) classifies Mediterranean ecosystems inner the most sensible to climate change.

In this study we analyze the shift produced by depletion of rainfall on a Mediterranean secondary scrub production, that belongs to *Rosmarino-Ericion* botanical alliance. For this we have carried out a manipulative climate change experiment, to submit the vegetation to a gradient of water availability. This is achieved with 4 treatments: (1) Exclusion, (2) Control shelter, (3) Control, (4) Watered. In them are study environmental variables, and changes in the ecosystem variables: the vegetation cover, the litter roots and production, and the decomposition of litter. The 79% of rainfall was excluded in plots of treatment 1. And the months of summer drought were reduced at half, compared to the control. The litter production and decomposition were 75% and 170%, respectively, higher in watered than exclusion treatment. 2 years after the experiment start significant result were obtained, although these were not expected until 2 years later.

KEY WORDS

Mediterranean shrub; climate change; production; rain exclusion; litter

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	12
OBJETIVOS	14
Objetivo general	14
Objetivos específicos	14
ANTECEDENTES	15
PLAN DE TRABAJO	17
CRONOGRAMA	18
MATERIALES Y MÉTODOS.....	19
ÁREA DE ESTUDIO.....	19
Comunidad de estudio.	21
DISEÑO EXPERIMENTAL.....	22
Parcelas y tratamientos	22
Modificaciones del diseño inicial.....	25
MONITORIZACIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES	26
CAMBIOS EN LA COMUNIDAD.....	29
Estructura y composición de la vegetación	29
Producción de hojarasca	30
Producción subterránea	31
Descomposición de hojarasca	32
ANÁLISIS ESTADÍSTICO.....	33
RESULTADOS.....	34
VARIABLES AMBIENTALES	34
CAMBIOS EN LA COMUNIDAD.....	37
Cambios en la estructura y comunidad vegetal	37
Cambios en los procesos de producción y descomposición	40
CONCLUSIONES	45
CONCLUSIONS	46
BIBLIOGRAFÍA	47
ANEXOS.....	51
ANEXO I: Tablas de ANOVA para Estructura y Composición.	51
ANEXO II: Tablas de ANOVA para la producción de hojarasca y raíces, y la descomposición de hojarasca.	52

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Climograma de Teresa de Cofrentes. Las barras representan (del 1 al 12) la precipitación mensual y la línea azul indica las variaciones anuales de la temperatura. Climate-Data.org.	19
Figura 2: Imagen de la comunidad de estudio: matorral mediterráneo post-incendio representativo de la alianza Rosmarino-Ericon, dominado por romerales, aulagares y jarales.....	20
Figura 3: Vista aérea de la estación experimental con la distribución de las parcelas de los diferentes tratamientos (E, TC, C y R).	22
Figura 4: A la izquierda, parcela del tratamiento techado control, con el ángulo de las lamas hacia arriba. En la derecha, parcela de exclusión, con las lamas en V y con canaletas recolectoras. Ambas tras la modificación de la estructura con 2 capas de lamas.....	23
Figura 5: Estructura de una parcela de riego con mangueras y difusores en los vértices.....	24
Figura 6: Parcela de techado control con la estructura inicial afectada por la nevada de febrero de 2018 y los fuertes vientos del invierno de 2017, izquierda y derecha respectivamente.	25
Figura 7: Se aprecian las pestañas que facilitan el paso del agua de lluvia entre las lamas, y las varillas que mantienen las lamas unidas.	26
Figura 8: Pluviómetros, de izquierda a derecha: Regenmesser analógico, digital de resolución de 1 L/m ² y digital de resolución de 0,2 L/m ²	26
Figura 9: Sensor de temperatura y humedad ambiental debajo de un techado control. Sobre el suelo, en rojo, se aprecia un pluviómetro casero.	27
Figura 10: Sistema de bidones conectados en serie para la recogida del agua de exclusión.	28
Figura 11: Muestreo de cobertura vegetal. La cuerda central marca el transecto que se sigue y la varilla marca las alturas de contacto de la vegetación.	29
Figura 12: Muestreos de hojarasca y raíces instalados bajo el matorral de estudio. A la izquierda se aprecia la bandeja recolectora de hojarasca, en el centro se observa la varilla localizadora de la trampa de raíces enterrada. Y bajo esta, dos cordones: en blanco y naranja que corresponden a las bolsas de descomposición que permanecieron enterradas 3 y 6 meses, respectivamente.....	30
Figura 13: En la izquierda, las trampas de colonización de raíces vacías y llenas con un sustrato de vermiculita y suelo tamizado. En la derecha, las 24 trampas de	

raíces con fósforo cerradas y marcadas con cinta adhesiva verde en la varilla de localización.31

Figura 14: La imagen de la izquierda muestra el llenado de una bolsita de tul con hojarasca seca. En la derecha, arriba se ve una bandeja con hojarasca seca al lado de la mitad bolsitas que estuvieron 3 meses enterradas. Abajo, se diferencian bolsitas con cordones blancos y naranjas, para las bolsitas incubadas 3 y 6 meses, respectivamente.....32

Figura 15: Precipitación y temperatura durante el primer año del experimento. Las líneas, roja y naranja, representan la temperatura media mensual (rojo bajo techos y naranja sin techo). Las barras verticales representan el volumen de precipitación mensual total (azul oscuro) en el tratamiento de exclusión (trama blanca) y con el aporte de riego (azul turquesa).34

Figura 16: Dinámica temporal de la humedad edáfica. Las líneas muestran la humedad edáfica media diaria para los diferentes tratamientos E (rojo), CT (naranja), C (verde claro) y R (verde oscuro) durante el período de estudio. Las barras verticales muestran el volumen de precipitación diario (azul) y el volumen de agua en cada evento de riego (azul turquesa).....35

Figura 17: Cobertura vegetal del matorral según tratamiento. En total y diferenciada según estrato de vegetación, las barras de distinto color indican el año del muestreo y las letras diferencias significativas entre los tratamientos.37

Figura 18: Cambios en el biovolumen de la comunidad entre los diferentes tratamientos. En total y diferenciada según estrato de vegetación, las barras de distinto color indican el año del muestreo y las letras diferencias significativas entre los tratamientos..... **Error! Bookmark not defined.**

Figura 19: Incremento de la riqueza de especies entre los tratamientos. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre estos.....39

Figura 20: Peso de la hojarasca producida durante la primavera y el otoño de 2017 en función de los diferentes tratamientos experimentales. Las barras representan la media de la producción por tratamiento, y las letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en la misma estación. (E= exclusión, TC=techado control, C=control, R=riego).....41

Figura 21: Peso de las raíces que han colonizado las trampas, con y sin fósforo (+P y -P, respectivamente), frente a los diferentes tratamientos experimentales. Las barras indican las medias y error estándar de la producción en cada nivel de disponibilidad hídrica.....41

Figura 22: Porcentajes de descomposición, durante 3 y 6 meses, dentro de los 4 niveles de disponibilidad hídrica. Las barras muestran el promedio, y el error típico, de los porcentajes en cada nivel de disponibilidad hídrica, para cada periodo de tiempo. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos en el mismo periodo de incubación. 42

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Eventos de riego durante la época de sequía del año 2017. 24

Tabla 2: Eficacia de Exclusión evaluada mediante 3 métodos: Pluviómetro digital bajo el Techo Control 8, bidones de captación de exclusión del Techo Control 1 y vasos de exclusión (pluviómetros caseros) bajo los 3 techos de exclusión. Se muestra el periodo evaluado con cada metodología y el volumen total de lluvia correspondiente con dicho periodo (Pp). Las excepciones indican los meses que no se han tenido en cuenta para el calculo de la Eficacia de Exclusión en cada método por limitaciones del mismo, eventos de lluvia inusuales o cambios estructurales que impidieron o alteraron las mediciones. 36

Tabla 3: Resultados del análisis de ANOVA de 2 factores, Disponibilidad hídrica y Tiempo, y su interacción para las distintas variables de estructura y composición. El estadístico de Levene indica si se cumple el supuesto de homocedasticidad, en caso de que la Significación sea mayor de 0.05. En negrita están marcados los resultados significativos ($p\text{-valor} < 0.05$) 51

Tabla 4: Resultados del análisis de ANOVA de 2 factores, Disponibilidad hídrica y Tratamiento secundario (de cada variable), y su interacción para las distintas variables de estructura y composición. El estadístico de Levene indica si se cumple el supuesto de homocedasticidad, en caso de que la Significación sea mayor de 0.05. En negrita están marcados los resultados significativos ($p\text{-valor} < 0.05$). 52

INTRODUCCIÓN

El cambio climático contempla una ligera tendencia creciente, desde los años 70 del siglo XX, de aumento de la temperatura y disminución de las precipitaciones globales. Las influencias antropogénicas han contribuido en gran parte al aumento de la temperatura promedio de la superficie terrestre desde mediados del siglo XX, con el incremento creciente de la liberación de gases efecto invernadero (GEI) (IPCC, 2014).

Estas alteraciones afectan a la disponibilidad de agua directamente mediante los cambios en la precipitación, ya que disminuyen el número de eventos de lluvia aumentando su intensidad, e indirectamente a través del aumento de la temperatura que incrementa la evapotranspiración (Seager et al, 2007). Con estas alteraciones climáticas se esperan sequías drásticas que desencadenen importantes aumentos de la aridez y desertificaciones (Maestre et al., 2012). Esto podría conllevar pérdidas de biodiversidad a nivel global convirtiéndose en un grave problema para la humanidad (Valencia, 2016).

Ha sido evidenciado que dicha predisposición climatológica es causante del actual aumento de la abundancia de matorral en diferentes regiones del mundo (Prieto et al., 2009; Sturm et al., 2001; Brown y Archer 1999). Esto indica una predisposición al aumento de zonas áridas y por lo tanto la amplificación de las zonas más vulnerables a los efectos del cambio climático (Maestre et al., 2012). Es necesario considerar cómo afectan a los servicios ecosistémicos las respuestas de los individuos, las poblaciones y las comunidades en conjunto para lograr un buen pronóstico de los impactos del cambio global en las tierras áridas (Maestre et al., 2015).

Los ecosistemas mediterráneos son particularmente frágiles ya que de por sí se caracterizan por poseer sequía estival, de la cual se prevé el aumento. Las formaciones vegetales de este sistema están condicionadas por la alta recurrencia de incendios, debido a los cambios socioeconómicos, cambios de usos del suelo y el cambio climático (Pausas, 2004). La regeneración o sucesión ecológica de los ecosistemas mediterráneos después del fuego viene definida por los mecanismos de regeneración de las especies que había antes del fuego, como el rebrote y los bancos de semillas latentes, que permiten una recuperación rápida de la estructura y la especie (Ojeda et al., 1996, Tárrega et al., 1997, Lloret et al., 2002). En las primeras etapas de sucesión de las comunidades forestales mediterráneas aún no se ha afianzado un suelo fértil y se encuentran típicas especies estrategas de la *r* (germinadoras), mientras que en etapas más tardías de la sucesión son propias especies estrategas de la *k* (rebrotadoras) (Santana, 2011). La estrategia de vida y los atributos foliares de las especies germinadoras han sido considerados como ventajas adaptativas en climas con sequías perió-

dicas (Saura-Mas *et al.*, 2012). Así mismo, dentro de las especies germinadoras obligadas se conocen diferencias en el nicho de regeneración que hacen que unas especies sean más competitivas que otras a lo largo del gradiente sucesional o bajo diferentes regímenes de incendio. (Bond y van Wilgen 1996).

Una media-alta recurrencia de incendios sustituye el pinar por el matorral secundario donde el establecimiento de las especies germinadoras está determinado por las condiciones durante y después del fuego (Santana, 2011).

Una de las claves para anticipar los efectos del cambio climático en las áreas mediterráneas es el estudio de las respuestas a los cambios en las precipitaciones durante las etapas de regeneración post-incendio (Enright *et al.*, 2015; Parra y Moreno 2018).

En la cuenca mediterránea se diferencian principalmente suelos formados a partir de calizas y margas. Sobre sustratos calizos predominan comunidades constituidas por especies rebrotadoras, dominadas principalmente por *Quercus coccifera* L; mientras que en los suelos margosos son características las especies germinadoras (Abad *et al.*, 1996). Los suelos degradados y poco fértiles de estos ecosistemas mediterráneos limitan su producción vegetal y su uso a largo plazo (Valdecantos *et al.*, 2006).

En estos ecosistemas limitados por los nutrientes, la cantidad de materia orgánica y su tasa de descomposición son cruciales para los ciclos de los nutrientes, siendo por lo tanto fundamental conocer su dinámica para entender los procesos de producción del ecosistema (Bellot *et al.*, 1992; Fioretto *et al.*, 2003). Estos procesos se limitan a las zonas de acumulación de la hojarasca, bajo los parches de vegetación, transformando los arbustos en islas de recursos (Reynolds *et al.*, 1999).

La producción de hojarasca es fundamental para las funciones ecosistémicas como principal vía de entrada de materia y energía al suelo (Fioretto *et al.*, 2003). La caída de hojarasca depende principalmente del clima, la fertilidad del suelo, la retención de agua en el suelo y la composición de especies (Pausas, 1997). Además de ser un importante banco de nutrientes para el desarrollo de la comunidad, la hojarasca que se acumula interviene en la estructura y dinámicas de los procesos de la misma (Facelli y Pickett, 1991).

Otra parte importante de la dinámica de la hojarasca es la descomposición, un factor determinante del funcionamiento de los ecosistemas al verse implicada en el reciclaje de carbono y nutrientes (Saura-Mas *et al.*, 2012). Los procesos de descomposición están controlados principalmente por 3 factores: el clima, la calidad de la hojarasca y la composición y cantidad de la comunidad de microorganismos implicados en éstos. En áreas con elevada variabilidad climática la calidad de la hojarasca es el regulador por excelencia de la descomposición (Couteaux *et al.*, 1995).

Con todo, la comunidad microbiana del suelo condiciona en gran medida este proceso. Así, por ejemplo, los hongos simbios (micorrizas) de las raíces de las plantas tienen la capacidad de seleccionar a los microorganismos que intervienen en el consumo heterotrófico de la hojarasca, mediante la regulación de la actividad de mineralización microbiana (Cuevas y Medina, 1986). Otro mecanismo que vincula la descomposición y la producción de materia orgánica es la translocación de nutrientes previa a la escisión de las hojas senescentes. Con este reciclado de nutrientes se supe parte de la demanda nutricional de la planta, obteniéndose mediante las raíces el resto de los nutrientes necesarios del suelo. Al analizar de forma controlada y mediante la aplicación de nutrientes la capacidad de colonización de estas raíces se puede identificar el nutriente que limita específicamente la producción del suelo (Raich et al., 1994).

Numerosas investigaciones han contribuido en conocer el funcionamiento y la respuesta de los bosques Mediterráneos (Pérez y Moreno, 1998; Pausa, 1997; Bellot et al. 1992) mientras que a las comunidades de matorral se les ha prestado menor atención (Arianoutsou 1989; Núñez-Olivera et al. 1993). Por esto son necesarios los experimentos manipulativos de cambio climático en sistemas de matorral y en concreto en regiones mediterráneas.

Para facilitar la implantación y comparación de su metodología entre diferentes zonas biogeográficas surgió el International Drought Experiment (IDE). El IDE tiene el objetivo de determinar, mediante el seguimiento de experimentos coordinados en varios ecosistemas terrestres, cuáles son y cómo se presentan las distintas adaptaciones y sensibilidades ante los diferentes escenarios impuestos experimentalmente.

OBJETIVOS

Objetivo general

El objetivo científico de este trabajo es evaluar los efectos de un gradiente experimental de precipitación sobre los procesos de producción y descomposición de una comunidad de matorral secundario mediterráneo.

Objetivos específicos

- Estudiar los cambios en las tasas de producción y descomposición de hojarasca de la comunidad bajo diferentes condiciones de disponibilidad hídrica.
- Evaluar la producción subterránea de la comunidad de matorral de estudio en los diferentes estados del gradiente hídrico.

- Monitorizar y seguir en la zona de estudio las variables ambientales y de humedad edáfica.
- Evaluar la eficacia del sistema de exclusión y riego empleados para generar el gradiente de disponibilidad hídrica, así como otros posibles efectos microambientales.
- Analizar la estructura de la comunidad vegetal, y su riqueza de especies, de las parcelas en las distintas condiciones experimentales y la respuesta al gradiente de disponibilidad hídrica.
- Comprobar qué factor limita más la producción del suelo, la disponibilidad hídrica o los nutrientes; en concreto el fósforo.
- Conocer el correcto funcionamiento de una investigación experimental en el ámbito de la ecología.

ANTECEDENTES

Las predicciones de los efectos del cambio climático global sobre las zonas áridas son de gran relevancia, debido a la gran extensión que ocupan (41% de la superficie terrestre) y la cantidad de población que albergan (38% de la total global) (MEA, 2005), así como su avance territorial (Valencia, 2016).

Concretamente se eligió la localización de la estación experimental en una zona de la cuenca Mediterránea donde se habían estudiado anteriormente los efectos de los eventos de fuegos recurrentes (Santana, 2011). Esto se hizo mediante quemas programadas y la posterior instalación de techados bajos, para estudiar la instauración y desarrollo de la vegetación post-fuego. Pero no se había estudiado el funcionamiento y la dinámica de esta vegetación post-incendio.

Con la aparición en diferentes puntos del planeta de experimentos para intentar comprender el efecto que tendrá el cambio climático en las condiciones presentes de los ecosistemas surge en 2012 el International Drought Experiment (IDE). Éste tiene el objetivo de equiparar las diferentes investigaciones dirigidas a conocer los impactos sobre las comunidades y ecosistemas de los escenarios futuros que deparará el cambio climático (IDE 2012).

Con el fin de unificar las diferentes metodologías manipulativas de cambio climático que desde hacía años se estaban utilizando, se propuso un diseño experimental basado en techados que permite estudiar los efectos de la sequía en las respuestas ecofisiológicas y la productividad de las plantas (Yahdjian y Sala, 2002)

Más tarde, en 2013, Osvaldo Sala junto con otro grupo de investigación utilizó un diseño similar, a los techados anteriores, para crear un sistema de manipulación de

lluvia automatizado (ARMS), que consistía en un sistema flexible de parcelas con 2 porcentajes de riego y exclusión de la precipitación (-80%, -50%, +50% y +80%), según la densidad de lamas. El agua excluida por los techos fijos se aplicó por primera vez en tratamientos de riego, para compensar años más secos en algunas parcelas.

En un año especialmente seco y caluroso (2003) se estudió la respuesta de la riqueza de especies y la producción, con un experimento no intrusivo en un gradiente de humedad sobre matorrales europeos. En el lugar más seco, donde la vegetación se estaba recuperando de un incendio la riqueza específica se vio correlacionada positivamente con el aumento de temperatura, mientras que la producción tendía a disminuir con la sequía (Peñuelas *et al.*, 2007).

Años después se investigó la relación productividad-precipitación en respuesta a la reducción de la precipitación durante varios años en un sistema semi-árido. Y concluyeron que no podían saber a qué nivel de reducción de la precipitación los cambios en la estructura alterarían la productividad del ecosistema, destacando la necesidad de aplicar tratamientos múltiples y extremos en los experimentos manipulativos de cambio climático (Estiarte *et al.*, 2016).

En una zona del oeste valenciano, que había sido afectada por fuegos dos años antes se estudiaron el N y P como posibles nutrientes limitantes en el crecimiento de la vegetación natural, tanto germinadora como rebrotadora. Utilizaron trampas de raíces, como las que utilizamos en este experimento, y el fósforo resultó ser más limitante que el nitrógeno en dichos suelos margosos (Valdecantos *et al.*, 2006).

PLAN DE TRABAJO

El montaje experimental comenzó en octubre del 2016 y finalizó, quedando completada la instalación de las estructuras, en enero de 2017. Me incorporé al proyecto a través de las prácticas curriculares propias del Grado de Biología, las cuales realicé entre los meses de junio y septiembre del año pasado. Durante este periodo participe en los diferentes ámbitos de las campañas que se estaban llevando a cabo. También procesé algunos de los datos de peso obtenidos, realizando unas primeras gráficas orientativas. Acabé las prácticas motivada, por lo que había conocido y aprendido, como hacía años que no lo estaba, por lo que pedí a mis tutores de dichas prácticas que lo fueran también para el trabajo final de grado.

Estuve poco tiempo alejada del experimento, ya que, desde octubre hasta navidades subíamos semanalmente al campo. En enero, y con la ayuda de Adrián Maturano (doctorando de ecología), empecé a organizarme para la realización de este trabajo, empezando con la búsqueda bibliográfica y lectura de 3 artículos semanales, aproximadamente.

El trabajo en campo durante el otoño estuvo enfocado principalmente en el riego, a causa del prolongamiento del verano pasado. En noviembre de 2017 comenzamos la remodelación del diseño de los techados; intercalándola con los diferentes muestreos.

Los datos obtenidos en las distintas campañas se recopilaron y organizaron con el programa Microsoft Excel. Tras ordenarlos y revisarlos se analizaron y graficaron con los programas SPSS Statistics 22 y Sigmaplot 11.0, respectivamente.

CRONOGRAMA

	Periodo prácticas curriculares										Salidas a campo										Periodo TFG																																							
MES	Julio					Septiembre					Octubre					Noviembre					Diciembre					Enero					Febrero					Marzo					Abril					Mayo					Junio					Julio				
SEMANA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46														
Muestreos de producción de hojarasca																																																												
Muestreos de colonización radicular																																																												
Muestreos de descomposición																																																												
Campaña de cobertura vegetal																																																												
Campañas de floración y crecimiento																																																												
Mantenimiento de parcelas techadas																																																												
Riego																																																												
Medición precipitación																																																												
Descarga de datos de los sensores																																																												
Muestreos de suelo y hojarasca																																																												
Análisis trampas de hojarasca																																																												
Análisis de trampas de raíces																																																												
Análisis bolsitas de descomposición																																																												
Procesamiento de datos																																																												
Búsqueda y lectura bibliográfica																																																												
Análisis estadístico																																																												
Redacción del trabajo																																																												

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

La estación experimental se encuentra instalada en el Alto de la Tona (39° 6.9149'N y 0° 57.005'W), a una altitud de 1048 m sobre el nivel del mar. Está en el término municipal de Teresa de Cofrentes, localizado en el oeste de la provincia de Valencia. Debido a los diferentes incendios que han tenido lugar desde 1978, la zona presenta un paisaje muy heterogéneo, con un gradiente de pinares a distintos matorrales post-incendios, generalmente dominados por especies arbustivas germinadoras.

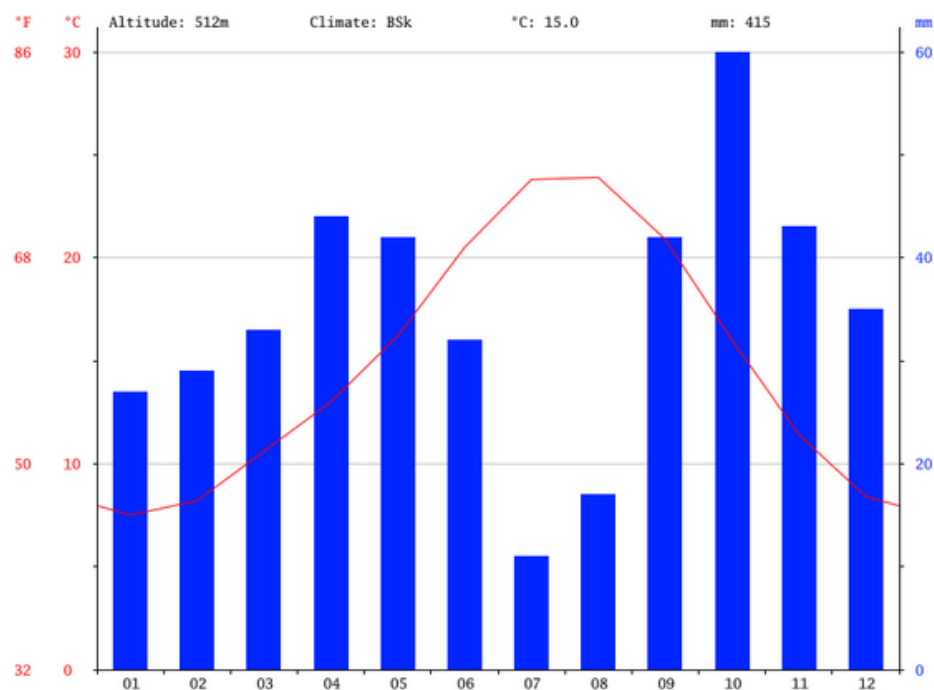


Figura 1: Climograma de Teresa de Cofrentes (Valencia). Las barras representan (del 1 al 12) la precipitación mensual y la línea roja indica las variaciones anuales de la temperatura. (Fuente: Climate-Data.org).

La formación forestal original de la zona eran pinares con dominancia de *Pinus pinaster* Ait., y pequeños parches mixtos con *Pinus halepensis* Mill. o *Quercus rotundifolia* Lam. El relieve es escarpado, en el que destacan sierras de más de 1000 m de altura, como el Puntal de Meca o el Puntal de Tortosilla. Desde el punto de vista climático, se corresponde con un termoclima mesomediterráneo y ombroclima seco-subhúmedo (Pérez-Cueva 1994). La temperatura media anual es de 15°C y la precipitación de 415 mm (Figura 1).

Como gran parte de la extensión de los terrenos forestales del Levante, el área de estudio de Teresa de Cofrentes fue cultivada mediante abancalamientos, y abandonada en la segunda mitad del siglo XX, dando paso a la colonización de estos campos por especies germinadoras. Este tipo de especies, son frecuentes en suelos limosos y poco consolidados, propios de zonas que han sido cultivadas durante algún periodo.

El extenso historial de incendios forestales que la región viene sufriendo desde finales del siglo XX es otro de los factores que han condicionado la actual estructura y composición de las comunidades vegetales. En 1979 un primer incendio de proporciones catastróficas arrasó aproximadamente 30.000 hectáreas forestales (Santana, 2011). Además, concretamente en la zona de estudio, en 1996 tuvo lugar un segundo incendio, que abarcó entre 500 y 600 hectáreas; y se acabó de consolidar el actual ecosistema de matorral secundario mediterráneo.



Figura 2: Imagen de la comunidad de estudio: matorral mediterráneo post-incendio representativo de la alianza *Rosmarino-Ericion*, dominado por romerales, aulagares y jarales.

Comunidad de estudio.

Las formaciones vegetales protagonistas del estudio aparecen frecuentemente en la cuenca mediterránea y por ello son importantes para la gestión y prevención de los incendios forestales.

La comunidad de estudio está dominada por especies germinadoras obligadas. Los individuos de dichas especies no sobreviven al efecto del fuego, pero sí persiste la especie a la perturbación que éste produce. Para ello, dejan disponible un banco de semillas persistente, enterradas en el suelo (Pausas, 2004). Por lo tanto, el reclutamiento de nuevos individuos lo determinan las condiciones ambientales que se dan durante el incendio y posteriormente a éste, por ejemplo, rompiendo el estado de dormancia de las semillas (Bond y Van Wilgen 1996).

En esta comunidad compuesta por matorrales abiertos mixtos (**Figura 2**), propios de la alianza *Rosmarino-Ericion* dominan los romerales (*Rosmarinus officinalis* L), aulagares (*Ulex parviflorus* Pourr) y jarales (*Cistus albidus* L) (De la Torre y Alías, 1996). Están acompañados por pequeños parches de coscojales (*Quercus coccifera* L.) y pinos (*Pinus pinaster* Ait. y *Pinus halepensis* Mill.), procedentes fundamentalmente de repoblaciones. Además, algunas de las principales especies de estas formaciones de matorral se caracterizan por conservar su necromasa (como *U. parviflorus*), la cual les otorga un elevado grado de inflamabilidad. Por ello suponen un gran riesgo de incendios durante todo el año, pero todavía más durante las épocas de sequía en verano (López, 2003). Dentro de la dinámica sucesional post-incendio de estos ecosistemas, *C. albidus* se regenera prioritariamente en los primeros estadios tras la perturbación, mientras que *U. parviflorus* y *R. officinalis* suelen establecerse en periodos posteriores (Santana, 2011).

DISEÑO EXPERIMENTAL

Parcelas y tratamientos

Se siguió el *Draft Protocol* recomendado por el International Drought Experiment (IDE) en 2015, y se complementa con sus propuestas opcionales según las necesidades concretas de este experimento. Según el IDE, el tratamiento de exclusión debe imitar una sequía extrema, basada en el primer percentil de la serie de datos climáticos del sitio, de más de 50 años (IDE, 2015).

Este proyecto presenta un factor experimental principal (disponibilidad hídrica) con 4 niveles: Exclusión (E), Techos control (TC), Control (C), Riego (R). De éstos, sólo C y E se muestran como obligatorios en el *Draft Protocol*, mientras que TC y R, opcionales en dicho protocolo, fueron escogidos para evaluar los efectos secundarios de la estructura de exclusión (TC) y para asegurar un gradiente de humedad independientemente de las condiciones controles de humedad (R). Cada uno de los tratamientos fue replicado tres veces (12 parcelas en total). Las parcelas y tratamientos se distribuyeron aleatoriamente dentro de la estación experimental. Por lo tanto, se instaló una réplica más de las sugeridas por el IDE para sistemas de matorral, ya que el tiempo y presupuesto lo permitieron (3 réplicas en vez de 2) (**Figura 3**). Todas las parcelas experimentales tienen una dimensión de 3 x 3 m; aunque el área de muestreo sea de 2 x 2 m. Esto permitió establecer un margen de 50 cm a modo de *buffer* hacia el centro de la parcela, con el que se pretendió evitar el efecto borde de los distintos tratamientos en las variables estudiadas.



Figura 3: Vista aérea de la estación experimental con la distribución de las parcelas de los diferentes tratamientos (E, TC, C y R).



Figura 4: A la izquierda, parcela del tratamiento techado control, con el ángulo de las lamas hacia arriba. En la derecha, parcela de exclusión, con las lamas en V y con canaletas recolectoras. Ambas tras la modificación de la estructura con 2 capas de lamas.

Los techados, tanto de exclusión como control (**Figura 4**), se construyeron con 20 lamas de policarbonato, de 26 x 150 cm. Las lamas están dobladas por el medio, en su eje longitudinal, formando un ángulo de 120°. En cada lateral de las cubiertas experimentales las lamas permanecen unidas entre sí por varillas metálicas y unidas a una estructura metálica de soporte anclada al suelo.

Los techos de exclusión se diferencian de los techados control en la disposición de sus lamas. En las parcelas de exclusión las lamas están colocadas con la apertura hacia arriba (en forma de “V”), para dirigir y desviar el agua fuera de la parcela durante la lluvia. En los techados control las lamas están puestas de forma inversa, con el vértice del ángulo hacia arriba (“^”), de modo que se conduce el agua hacia los huecos que hay entre las lamas permitiendo que el agua llegue a su parcela.

Además, los techados de exclusión se complementan con canaletas laterales que recogen el agua interceptada mediante una canalización que la lleva hacia bidones, donde se cuantifica y se almacena para utilizarla más tarde en las parcelas con tratamiento de riego.

El tratamiento techado control procura monitorizar otros efectos que el techo tiene sobre el microambiente generado en la maquia. Por ello se favorece el paso del agua de lluvia entre las lamas, mientras se mantienen otros efectos del techo. La aplicación del riego tiene el objetivo de reducir el número de meses de sequía estival, acercándolos lo máximo posible al supuesto de 3 meses, según la serie histórica de precipitaciones para la zona.



Figura 5: Estructura de una parcela de riego con mangueras y difusores en los vértices.

Las parcelas del tratamiento de riego tienen mangueras instaladas en sus límites, sobre la estructura metálica, a 60 cm de altura (**Figura 5**). En cada vértice de las parcelas correspondientes hay difusores que abarcan un ángulo de 90° para alcanzar y homogeneizar el reparto de agua. Mediante una bomba portátil, el agua es bombeada a partir de un bidón de 300 L, situado en la zona central del área de experimentación. Dicho bidón se rellena con el agua recogida de los techos de exclusión a lo largo del año.

Para ello, se programó un plan de riego con 3 eventos en verano y 4 en otoño, que redujeron la intensidad y la duración de la sequía estival (**Tabla 1**).

Tabla 1. Eventos de riego durante la época de sequía del año 2017.

Verano				Otoño	
Mes	Junio	Julio	Agosto	Octubre	Noviembre
L/m ²	7,7	14,1	12	10 (x3)	10

La sequía estival de 2017 finalizó con un evento de precipitaciones a finales de agosto que coincidió, pocos días después, a la aplicación del riego de agosto. Debido a esto no se administró riego en septiembre, mientras que en el mes de octubre se suministraron 3 dosis iguales de riego, cada 9 días (**Tabla 1**).

Modificaciones del diseño inicial

Debido a la localización de la estación experimental en la zona descubierta de la cima del macizo, donde los vientos alcanzan velocidades de 100 km/h, las estructuras techadas son vulnerables a sufrir daños. Observamos como las estructuras tendían a romperse frente a los fuertes temporales invernales de viento y nieve.

En el último invierno (2017/2018) se dieron fuertes temporales de viento y nieve que dañaron lamas de casi todos los techados (**Figura 6**). Antes de repararlos, una vez más, optamos por mejorar la estructura. La reforzamos adicionando una segunda altura de lamas, que le aporta resistencia y firmeza. Para ello, recuperamos lamas más estrechas (14 x 150 cm) de otro experimento de exclusión cercano. Y mediante el mismo sistema de varillas hicimos techos de 4 lamas, que añadimos sobre los techos de 5 lamas previos.



Figura 6: Parcela de techado control con la estructura inicial afectada por la nevada de febrero de 2018 y los fuertes vientos del invierno de 2017, izquierda y derecha respectivamente.

Montamos nuevamente cada techado, aumentando -mediante tubos rígidos- la separación entre las lamas anchas, haciendo coincidir sus huecos con las lamas finas. Logrando reducir la pendiente y con ella la tensión que sufrían las lamas. Finalmente ajustamos las canaletas de los techados de E, y se añadió una lama horizontal -entre el techo y la canaleta- para asegurar la recolección de la precipitación.

Vimos que las parcelas del tratamiento TC no ejercían su función de dejar pasar la precipitación. Debido a la tensión superficial del agua, las gotas de lluvia se adherían al borde de las lamas, deslizándose por él hasta caer fuera de la parcela, excluyéndose. Solucionamos este problema, con pestañas del mismo material, reciclando lamas rotas (**Figura 7**). Pegamos con cola transparente 6 pestañas en los dos márgenes de cada una de las lamas de los techados control.



Figura 7: Se aprecian las pestañas que facilitan el paso del agua de lluvia entre las lamas, y las varillas que mantienen las lamas unidas.

MONITORIZACIÓN DE VARIABLES AMBIENTALES

En la estación experimental se monitorizan mediante sensores diferentes variables ambientales:

- La precipitación se registró mediante un pluviómetro analógico (*Regenmesser nach Prof. Hellmann* TFA 47.1003) descubierto. Este se complementó con dos pluviómetros digitales de resolución 1 L/m^2 y $0,2 \text{ L/m}^2$ (*ECH2O ECNR-1000 Precipitation, Decagon Devices*), que se encuentran uno debajo y otro fuera de los techos. Los datos de los pluviómetros digitales se almacenan en dataloggers (*Hobbo Event Datalogger ONSET*) (**Figura 8**).



Figura 8: Pluviómetros, de izquierda a derecha: Regenmesser analógico, digital de resolución de 1 L/m^2 y digital de resolución de $0,2 \text{ L/m}^2$.

- La humedad y temperatura ambiental se siguieron a través de 6 sensores distribuidos en las parcelas (**Figura 9**): tres en parcelas sin techo y tres bajo los techos (uno en E y dos en CT).
- La humedad y temperatura edáfica fueron monitorizadas de forma continua mediante 2 sondas por parcela (*Stevens Hydra Probe II Soil Moisture Sensors*) instaladas a 15 - 20 cm de profundidad. Se mantiene una frecuencia de registro de las sondas de 3 horas. Los datos de las sondas se almacenan en *dataloggers* (*Hobbo Event Datalogger ONSET*), que se descargan cada dos semanas.



Figura 9: Sensor de temperatura y humedad ambiental debajo de un techado control. Sobre el suelo, en rojo, se aprecia un pluviómetro casero.

EFICIENCIA DE EXCLUSIÓN

Estimamos la eficiencia de la estructura de exclusión midiendo la precipitación en parcelas control y en parcelas de exclusión. Los datos de lluvia excluida y no excluida se compararon con el volumen total de precipitación, por tres vías distintas:

1. Mediante la comparación de los datos de lluvia recogida por los pluviómetros digitales, ubicados debajo y fuera de los techos. Se dispuso de una resolución diaria de la precipitación.
2. Utilizando pluviómetros caseros, 3 en cada una de las 6 parcelas techadas. Fueron confeccionados con embudos de cocina dentro de vasos de plástico de 750 ml. Estos se vaciaban cada semana y comparamos su contenido con el del pluviómetro analógico (Anexo I).
3. Mediante la fracción de lluvia recogida en las canaletas de los techados de exclusión y almacenada en bidones de 50 L. Estaban próximos a una de las parcelas de exclusión, dispuestos en serie y enterrados en pendiente para facilitar el paso del agua por ellos (**Figura 10**) (Anexo I).



Figura 10: Sistema de bidones conectados en serie para la recogida del agua de exclusión.

Con el volumen acopiado en los bidones, y el de lluvia total registrada por el pluviómetro analógico de la estación, calculamos la eficiencia de la exclusión:

$$\text{Eficacia de Exclusión (\%)} = \frac{V_{\text{lluvia}} - V_{\text{excluidos}}}{V_{\text{lluvia}}} \times 100$$

En la medida de lo posible, recuperamos y reutilizamos el agua excluida, aplicándola en los eventos de riego.

CAMBIOS EN LA COMUNIDAD

Estructura y composición de la vegetación

La estructura y composición de la comunidad vegetal de cada parcela se muestreó mediante transectos de coberturas de intercepción puntuada.

Realizamos 2 muestreos primaverales, uno en 2017 y otro en 2018. Trazamos 10 transectos de 2 m por cada parcela, separados por 20 cm entre ellos y contabilizamos los contactos de la vegetación cada 20 cm, generando una malla de 100 puntos sobre la que se estimó la cobertura. Además, en cada uno de los puntos de la malla de cobertura distinguimos los contactos en intervalos verticales de 20 cm, hasta 1 m de altura (5 intervalos), generando así una red tridimensional de 500 puntos sobre la que se estimó el biovolumen (**Figura 11**).



Figura 11: Muestreo de cobertura vegetal. La cuerda central marca el transecto que se sigue y la varilla marca las alturas de contacto de la vegetación.

Diferenciamos los contactos del muestreo por especie y grado de afectación de ésta por la sequía (sana, afectada o necrosada).

Los datos fueron tratados para integrar los contactos de las distintas especies por biotipos y para el cálculo de cobertura y biovolumen total. Las especies se agruparon en 3 biotipos principales para facilitar el análisis de la estructura de la comunidad, de modo que se distinguió entre arbustivo (fanerófitos), subarbustivo (caméfitos) y pastizal (hemicriptófitos y gramíneas). Las especies geófitas, terófitas y fanerófitos epífitos fueron obviadas para el cálculo de la estructura por su presencia marginal en la comunidad (coberturas menores al 5%). Finalmente, mediante el conteo del número de especies contactadas por parcela, pudimos estimar la riqueza específica, como indicador de la biodiversidad.

Producción de hojarasca

Para determinar la producción de hojarasca de la comunidad que estamos estudiando se siguió la caída de material vegetal. Se instalaron 2 bandejas recolectoras bajo el matorral de cada una de las 12 parcelas de estudio. Las bandejas tienen una superficie de entrada de 225 cm^2 ($15 \times 15\text{ cm}$) (**Figura 12**).

El primer periodo se inició en abril de 2017 y finalizó en septiembre de 2017, abarcando el periodo de crecimiento vegetal. En noviembre de 2017 se instalaron las trampas para el muestreo de otoño y fueron recogidas en abril de 2018.

Al final de cada periodo vaciamos las trampas de hojarasca y secamos las muestras en estufa durante 48h a 70°C . Tras este tiempo pesamos su contenido. Los pesos obtenidos para cada una de las réplicas se promedian por parcelas.



Figura 12: Muestreos de hojarasca y raíces instalados bajo el matorral de estudio. A la izquierda se aprecia la bandeja recolectora de hojarasca, en el centro se observa la varilla localizadora de la trampa de raíces enterrada. Y bajo ésta, dos cordones: en blanco y naranja que corresponden a las bolsas de descomposición que permanecieron enterradas 3 y 6 meses, respectivamente.

Producción subterránea

Otro método utilizado en el estudio de la producción del matorral es el seguimiento del crecimiento radicular, mediante el reclutamiento de raíces que son capaces de colonizar trampas cilíndricas (7 cm de diámetro) de malla de metálica cerrada por ambos extremos (**Figura 13**).

Las trampas se rellenaron con una mezcla de suelo de la zona de estudio -tamizado a 2 mm- y vermiculita, en una proporción 1:1. La mezcla matriz fue empapada, por ascensión capilar, con 100 ml de agua destilada o con disolución de Na_2HPO_4 (8.1 g/L) para cada trampa, distinguiendo así 2 niveles de tratamiento de la trampa de raíces, uno control (agua destilada) y otro fertilizado (Na_2HPO_4) (Raich et al., 1994).



Figura 13: En la izquierda y centro, las trampas de colonización de raíces vacías y llenas con un sustrato de vermiculita y suelo tamizado, respectivamente. En la derecha, las 24 trampas de raíces con fósforo cerradas y marcadas con cinta adhesiva verde en la varilla de localización.

Se instalaron 4 trampas de raíces por parcela: 2 controles (agua destilada) y 2 con fósforo. Además, se incluyeron dos trampas adicionales colocadas fuera de las parcelas para observar la evolución de las raíces en ellas y ayudar así a determinar el momento de la extracción. Las trampas fueron introducidas en el suelo en mayo de 2017 en pleno periodo de crecimiento, y se extrajeron al finalizar dicho periodo, en julio del mismo año.

Una vez extraídas, cuidadosamente limpiamos las trampas para recuperar las raíces internas que lavamos y secamos en la estufa a 70°C durante 48 h, para ser finalmente pesadas en balanza de precisión.

Descomposición de hojarasca

Para el estudio de las tasas de descomposición, recogimos hojarasca de la zona experimental que, tras ser separada del suelo y secada al aire, fue pesada e introducida en bolsas de tul de 10x10 cm (**Figura 14**). En cada parcela se introdujeron seis bolsas de hojarasca para ser incubadas durante 3 y 6 meses (tres bolsas para cada periodo). El total de bolsas enterradas en la estación experimental fue de 72. La hojarasca que se utilizó era propia de las manchas de matorral, pero recogidas fuera de las parcelas. Se secó introdujo una cantidad determinada en cada bolsita.

El periodo de incubación de tres meses tuvo lugar desde marzo hasta julio de 2017, alargándose el periodo de seis meses hasta el 20 de diciembre de 2017. Una vez completado el tiempo impuesto por cada nivel del factor descomposición, extrajimos las muestras del suelo y las dejamos secar a temperatura ambiente hasta que la pérdida de humedad se estabilizó (aproximadamente dos semanas).

A partir del peso seco de la hojarasca antes y después de ser introducidas en el suelo, se calculó la pérdida de materia orgánica y con ésta se estimó la tasa de descomposición.

$$\% \text{ de Descomposición} = \frac{(P \text{ seco inicial} - P \text{ seco final})}{P \text{ seco inicial}} \times 100$$



Figura 14: La imagen de la izquierda muestra el llenado de una bolsita de tul con hojarasca seca. En la derecha, arriba se ve una bandeja con hojarasca seca al lado de la mitad bolsitas que estuvieron 3 meses enterradas. Abajo, se diferencian bolsitas con cordones blancos y naranjas, para las bolsitas incubadas 3 y 6 meses, respectivamente.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Con la finalidad de evaluar el efecto del gradiente de disponibilidad hídrica (factor principal) sobre las distintas variables implicadas en el estudio hemos llevado a cabo un test ANOVA de dos factores: el factor Tratamiento (4 niveles, E, TC, C y R) común para todas las variables de procesos, estructura y composición estudiadas. Y un segundo factor, diferente para cada una de las variables de 2 niveles en todos los casos: fósforo (con o sin) para la producción de raíces, periodo de descomposición (3 y 6 meses) para la descomposición de hojarasca, estación (primavera y otoño) para la producción de hojarasca, y año (2017 y 2018) para las distintas coberturas y biovolúmenes (totales, por biotipos y grado de afectación) y la riqueza específica.

Todas las variables cumplieron con el supuesto de homocedasticidad, siendo transformadas ($\sqrt{x + 1}$; $\log(x + 1)$) cuando fue necesario. Además, el factor Tratamiento se comparó mediante el test post-hoc de Tukey. Realizamos todos los análisis con el software IBM SPSS Statistics 22.

RESULTADOS

VARIABLES AMBIENTALES

Durante el primer año del estudio (abril de 2017 – abril de 2018) la temperatura media fue de 13,0°C y 13,2°C para los tratamientos control y control con techo, respectivamente. La precipitación total recogida en los tratamientos control fue de 374 mm. La exclusión total registrada mediante los pluviómetros digitales en este primer periodo del experimento fue del 71%, y ascendía hasta el 82% si se despreciaban los meses de agosto 2017 y enero de 2018 ya que en éstos se dieron precipitaciones torrenciales que mermaron la eficiencia del sistema de exclusión en un 38% y un 5.7% en agosto y enero, respectivamente (**Figura 15**). Se obtuvo una eficiencia de exclusión similar, del 75%, al medir el agua recogida por los bidones de recolección.

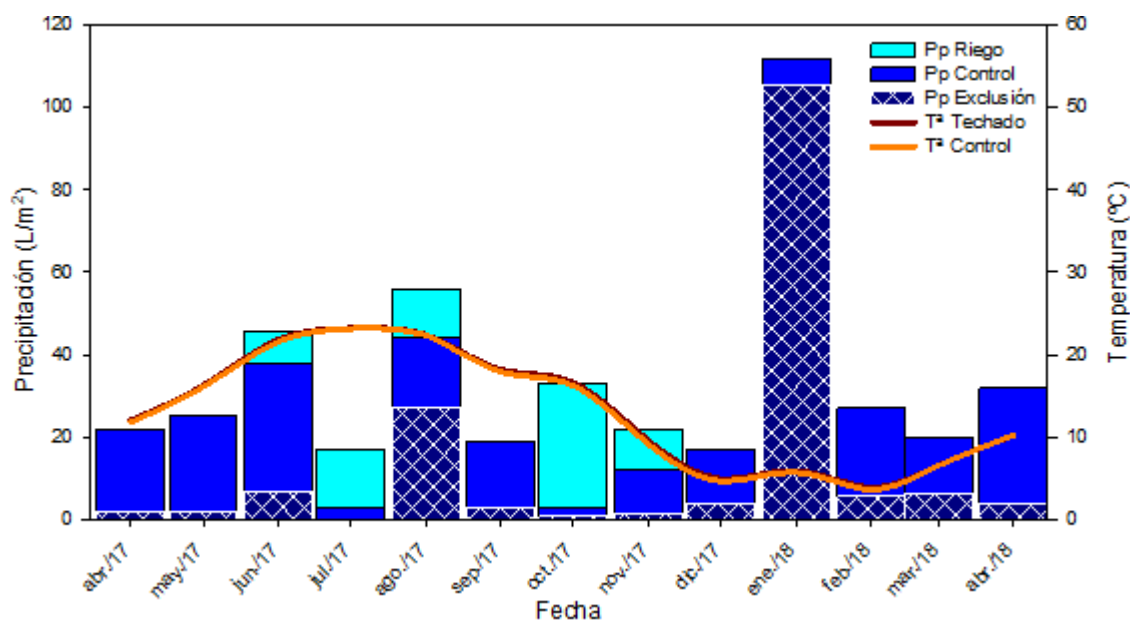


Figura 15: Precipitación y temperatura durante el primer año del experimento. Las líneas, roja y naranja, representan la temperatura media mensual (rojo bajo techos y naranja sin techo). Las barras verticales representan el volumen de precipitación mensual total (azul oscuro) en el tratamiento de exclusión (trama blanca) y con el aporte de riego (azul turquesa).

Siendo los meses secos aquéllos en los que la precipitación, en litros, es inferior al doble de la temperatura media de dicho mes (°C) podemos afirmar que 8 de los 13 meses fueron secos. La sequía en los tratamientos de exclusión se acrecentó, dándose en 12 de los 13 meses analizados (**Figura 15**).

El volumen total de agua aportado en cada parcela de riego fue de 73,8 L, que corresponde con un 21,6% de la precipitación registrada durante el primer año de funcionamiento del experimento (**Figura 16**). Conseguimos reducir a la mitad los meses de sequía (de 8 a 4 meses no consecutivos, de 13) respecto de las parcelas control (**Figura 15**).

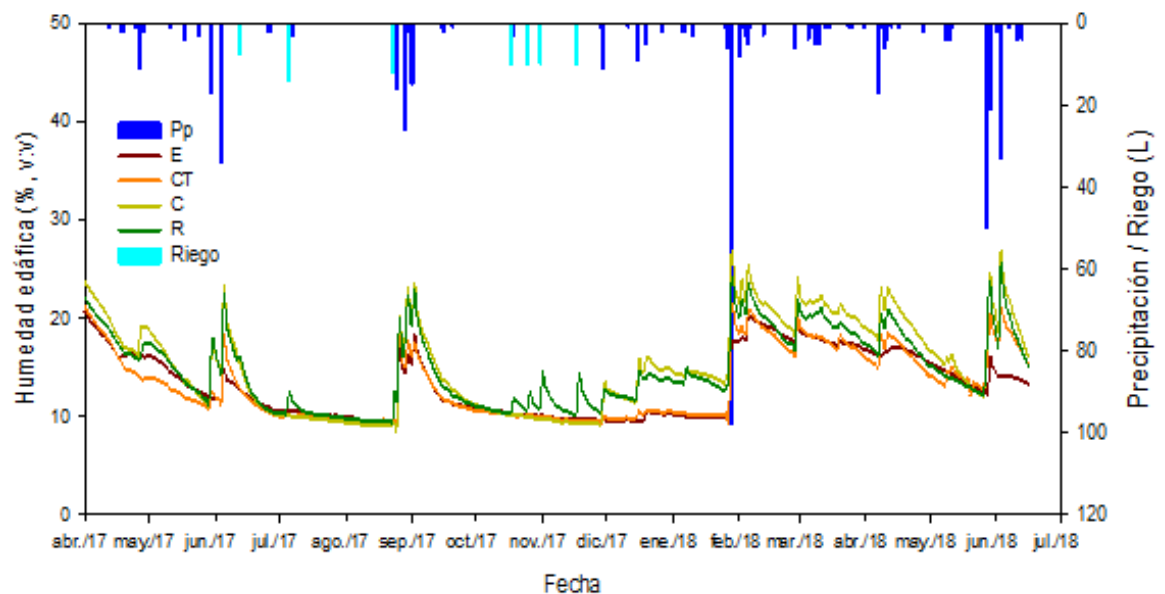


Figura 16: Dinámica temporal de la humedad edáfica. Las líneas muestran la humedad edáfica media diaria para los diferentes tratamientos E (rojo), CT (naranja), C (verde claro) y R (verde oscuro) durante el período de estudio. Las barras verticales muestran el volumen de precipitación diario (azul) y el volumen de agua en cada evento de riego (azul turquesa).

Se observa una clara respuesta de la humedad edáfica frente a los eventos de precipitación, en la que se refleja el principal efecto del tratamiento de exclusión que mitiga estos picos de humedad. Los picos de humedad también se redujeron en las parcelas de techado control, indicando cierto porcentaje de exclusión en este tratamiento.

No obstante, desde la remodelación llevada a cabo en marzo de 2018 puede apreciarse como el tratamiento TC responde mejor a los eventos de precipitación. Por su parte el riego se refleja en la humedad edáfica de las parcelas en las que se aplica, siendo el mejor ejemplo de esto, los riegos aplicados en octubre y noviembre de 2018; cuando el sistema de riego ya estaba completamente calibrado y apunto (**Figura 16**).

Tabla 2: Eficacia de Exclusión evaluada mediante 3 métodos: Pluviómetro digital bajo el Techo Control 8, bidones de captación de exclusión del Techo Control 1 y vasos de exclusión (pluviómetros caseros) bajo los 3 techos de exclusión. Se muestra el periodo evaluado con cada metodología y el volumen total de lluvia correspondiente con dicho periodo (Pp). Las excepciones indican los meses que no se han tenido en cuenta para el calculo de la Eficacia de Exclusión en cada método por limitaciones del mismo, eventos de lluvia inusuales o cambios estructurales que impidieron o alteraron las mediciones.

Método	Periodo Evaluado	Pp (L)	Eficacia Exclusión (%)		Excepciones
			Por Método	Promedio	
Pluviómetro digital	13 meses (Abr/2017 May/2018)	348	79.2		Evento enero 2018 (>100L)
Bidones de captación de exclusión	7 meses (Abr-Oct/2017)	142	75.8	79.8	Daños por temporales y cambio de diseño desde noviembre 2017
Vasos de exclusión	15 meses (Feb/2017 May/2018)	331	84.4		Evento marzo 2017 (>100L)

Respecto a la eficacia de exclusión (Tabla 2) se obtuvo un porcentaje mayor mediante los pluviómetros caseros, que se vieron influidos por las fuertes lluvias. Los bidones de captación aportaron el menor porcentaje de exclusión, posiblemente debido al tiempo que pasó mientras reparábamos los techados desde otoño de 2017, periodo en el que no se pudieron excluir correctamente desbordándose en lluvias mayores de 15 L (aproximadamente). Los pluviómetros digitales son el método de medida más preciso, y cercano al promedio.

CAMBIOS EN LA COMUNIDAD

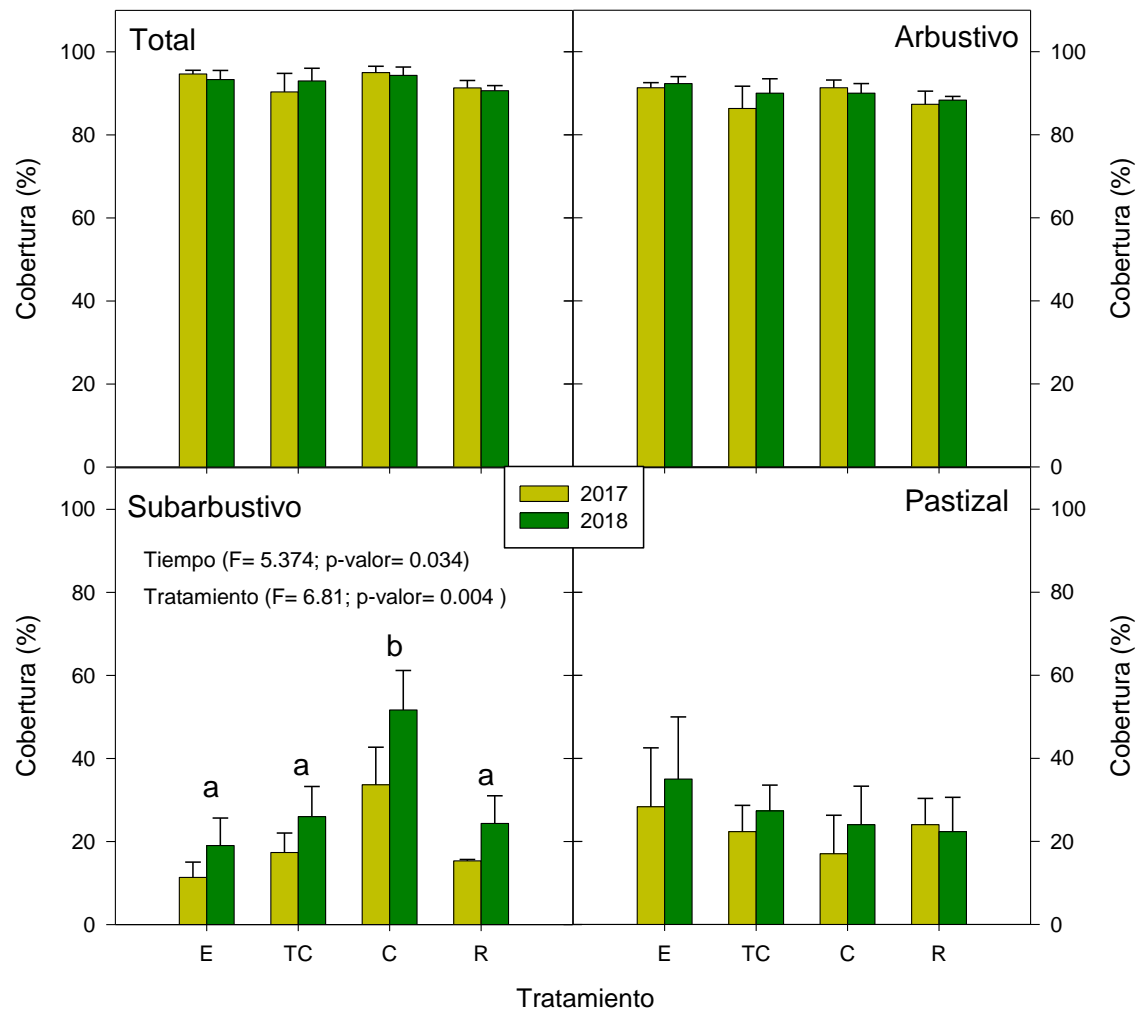
Cambios en la estructura y comunidad vegetal

Figura 17: Cobertura vegetal del matorral según tratamiento. En total y diferenciada según estrato de vegetación, las barras de distinto color indican el año del muestreo y las letras diferencias significativas entre los tratamientos. (E= exclusión, TC=techado control, C=control, R=riego).

La comunidad vegetal se mantuvo relativamente inalterada durante el primer año de estudio, aumentando solamente la cobertura de especies subarbusitivas en todos los niveles del tratamiento de disponibilidad hídrica (**Figura 17**).

La comunidad está dominada por el estrato arbustivo, ya que del 93% que abarca de promedio el conjunto de la vegetación, el estrato arbustivo engloba hasta el 90%. El estrato subarbusitivo presenta una cobertura en torno al 20% en 2017 que alcanza el 30% en 2018, aunque ya en 2017 las parcelas control mostraban una cobertura subarbusitiva del 33.7% frente al 14.7% promedio del resto de tratamientos.

Estos niveles de cobertura ascienden a un 51.7% en parcelas control y 23.1% en el resto de los tratamientos en 2018, mostrando diferencias significativas. Finalmente, el estrato de pastizal ocupa en torno a un 25% de la superficie de las parcelas de estudio.

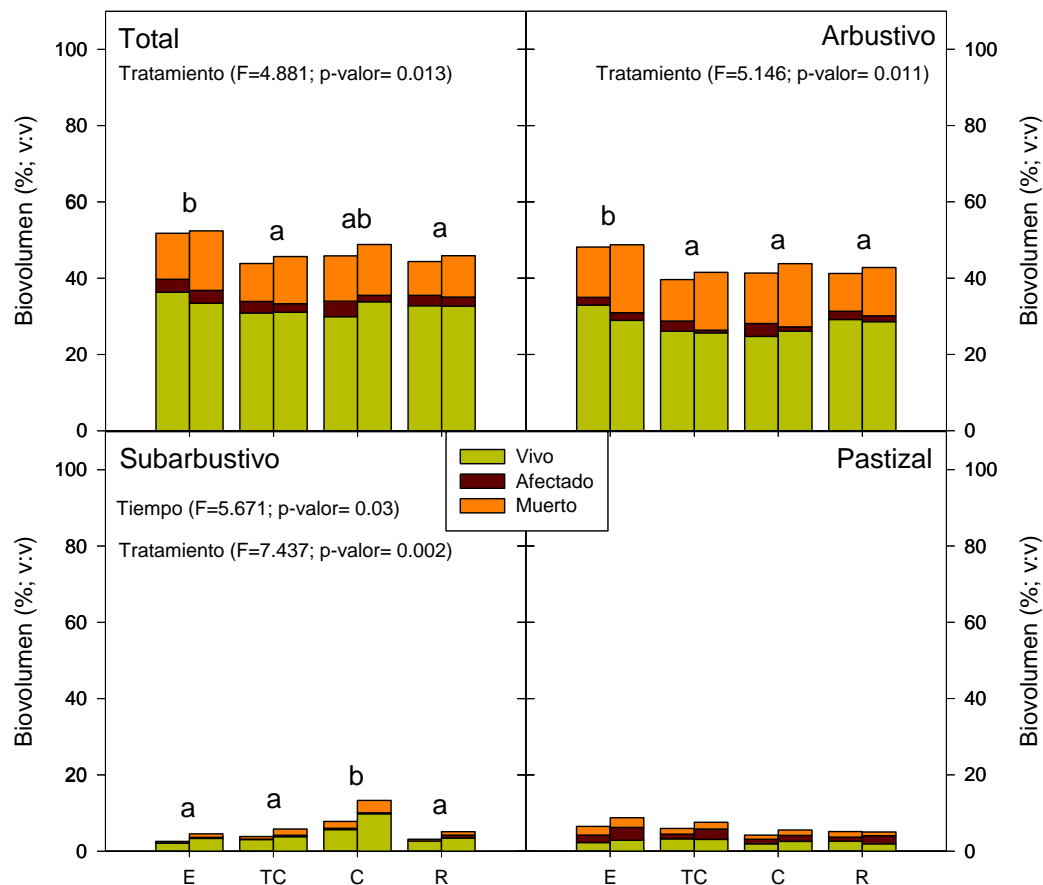


Figura 18: Cambios en el biovolumen de la comunidad entre los diferentes tratamientos. En total y diferenciada según estrato de vegetación, las barras de distinto color indican el año del muestreo y las letras diferencias significativas entre los tratamientos.

El biovolumen estimado a partir de red de 500 puntos arrojó unos resultados similares a las coberturas, tanto del total de la comunidad como de los distintos biotipos. En este caso, las condiciones de partida parecen ser ligeramente distintas para los distintos tratamientos, siendo el biovolumen total y arbustivo mayor en las parcelas de exclusión que en el resto de los tratamientos (**Error! Reference source not found.**). Con todo, las parcelas C, CT y R tienen un biovolumen del total de la comunidad vegetal del 45.7% y del 41.7% arbustivo, mientras que las de exclusión presentan un 52.1% de biovolumen total y 48.4% arbustivo. El biovolumen del estrato subarbustivo sigue la misma tendencia que la cobertura del mismo biotipo en lo referente a la diferenciación entre tratamientos, con un biovolumen mayor en las parcelas C respecto del resto, y

entre años. Las parcelas C presentan en 2017 un 7.8% de biovolumen subarbustivo frente a un 3.2% promedio en el resto de los tratamientos, y un 13.3% en C frente a un 5.1% en el resto, en 2018. En general, el biovolumen subarbustivo aumenta un 78% entre 2017 y 2018. Finalmente, el estrato minoritario es el pastizal, con un biovolumen del 6% promedio. Aunque realizamos el análisis por grado de afectación (vivo, afectado y sano) para cada variable y biotipo, la interpretación de los resultados es demasiado compleja y son pocas las diferencias obtenidas entre tratamientos y años, manteniéndose en general la dinámica presentada en los biovolúmenes totales para la fracción viva (ANEXO I, **Tabla 3**).

La biodiversidad estimada a partir de la Riqueza Específica mostró valores dispares entre tratamientos desde el comienzo del estudio (2017), por lo que para su análisis fue necesario estimar el incremento relativo, que sí que presentó una respuesta marginalmente significativa a los tratamientos, siendo menor el incremento de riqueza en las parcelas E y TC respecto de C y R ($F= 3.251$, $p= 0.081$; **Figura 19**).

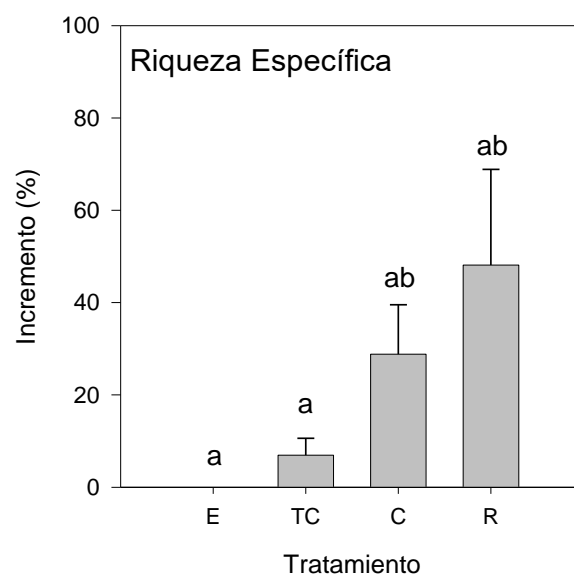


Figura 19: Incremento de la riqueza de especies entre los tratamientos. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre estos.

Cambios en los procesos de producción y descomposición

La producción de hojarasca resultó ser una variable muy sensible a los tratamientos experimentales, especialmente en el periodo de primavera (**Figura 20**). Los valores en primavera oscilaron entre un mínimo de 78.2 g/m² y un máximo de 137.3 g/m². Las condiciones experimentales modificaron significativamente las producciones de hojarasca en primavera ($F=7.69$, $p=0.002$), obteniéndose producciones significativamente menores en las parcelas de exclusión que en las que recibieron riego. Los dos controles, con y sin techo, ofrecieron valores intermedios. En otoño la producción fue muy inferior y diferente ($F=3.60$, $p=0.037$) a la registrada en primavera (101.9 g/m² y 32.2 g/m² en primavera y otoño, respectivamente), con una ligera tendencia, no significativa, a aumentar con la aplicación de riego respecto a las parcelas de exclusión (entre 25.3 y 39.5 g/m², con una reducción media del 68.3 %).

Se observó interacción ($F=173.40$, $p< 0.001$) significativa entre las estaciones y los niveles de disponibilidad hídrica, lo cual sugiere que el efecto de los tratamientos de disponibilidad hídrica depende de la época del año (**Figura 20**).

La comunidad de matorral fue menos sensible a la producción de raíces que a la producción de hojarasca. Los valores oscilaron entre 24.5 mg y 65.2 mg en las muestras control, y entre 20.7 mg y 56.5 mg en las trampas con fósforo (**Figura 21**). No se observaron diferencias significativas en la producción radicular bajo las distintas disponibilidades hídricas ($F=1.34$, $p=0.296$), ni entre los niveles del factor fósforo ($F=1.84$, $p=0.181$). Tampoco se vieron diferencias significativas ($F=0.12$, $p=0.732$) en la interacción entre la producción radicular de las trampas con y sin nutriente. En las trampas sin nutriente, vimos una tendencia a aumentar la producción con una mayor disponibilidad de agua.

Esta tendencia se perdió en las muestras con fósforo, donde destacaron la mayor producción del techado control y el control: el tratamiento techado control fue el que más raíces produjo, aunque con un error muy grande (56.53 ± 32.07 mg) (**Figura 21**).

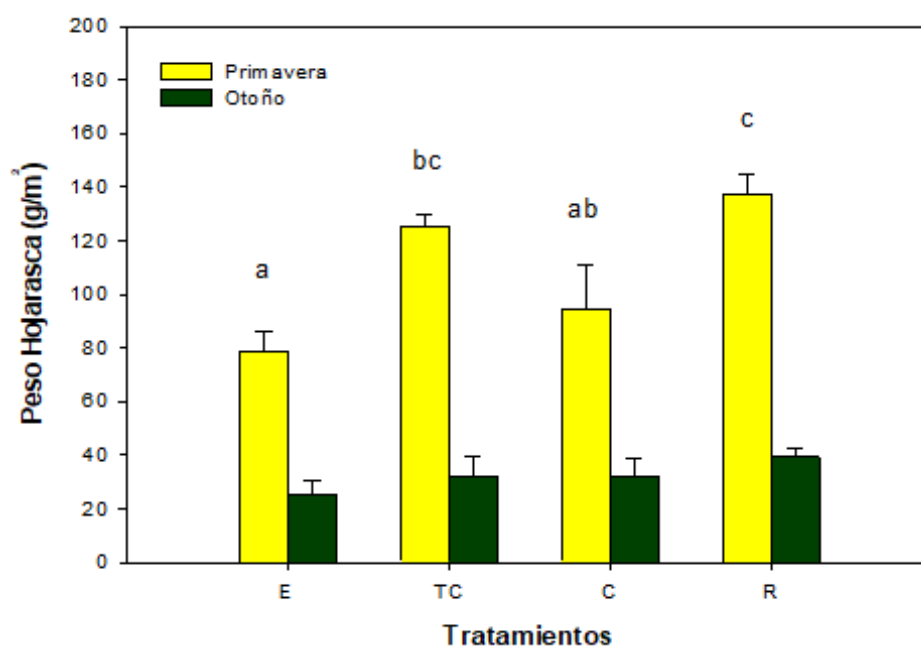


Figura 20: Peso de la hojarasca producida durante la primavera y el otoño de 2017 en función de los diferentes tratamientos experimentales. Las barras representan la media de la producción por tratamiento, y las letras distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en la misma estación.

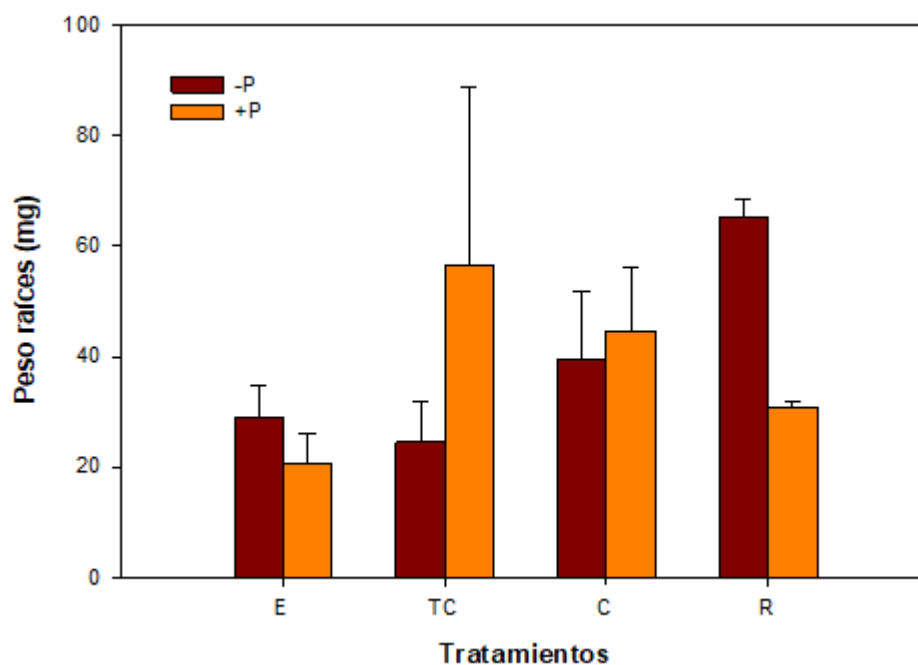


Figura 21: Peso de las raíces que han colonizado las trampas, con y sin fósforo (+P y -P, respectivamente), frente a los diferentes tratamientos experimentales. Las barras indican las medias y error estándar de la producción en cada nivel de disponibilidad hídrica.

La descomposición de materia orgánica bajo los parches de vegetación, estimada como la pérdida de peso de hojarasca nativa, ha mostrado susceptibilidad a la sequía a corto plazo (**Figura 22**). Los 3 primeros meses de incubación mostraron porcentajes de descomposición que fluctuaron entre un mínimo de 2.05% y un máximo de 5.53%. Durante este periodo los diferentes tratamientos de disponibilidad hídrica provocaron diferencias significativas ($F=3.58$, $p=0.038$) entre los tratamientos de riego y exclusión; siendo menor en este último. Los controles, con y sin techado, dieron valores entre los extremos del gradiente hídrico. Las bolsas de descomposición que permanecieron 6 meses enterradas (con valores entre 8.45% y 10.96%) mostraron un aumento no significativo ($F=1.78$, $p=0.191$), de entre 1.9 y 4.4 veces, en la descomposición respecto a las incubadas 3 meses. La interacción significativa ($F=68.45$, $p<0.001$) entre el tratamiento de disponibilidad hídrica y el periodo de incubación se debe a la desaparición de los efectos significativos del gradiente de disponibilidad hídrica cuando el periodo de incubación pasa de 3 a 6 meses (**Figura 22**).

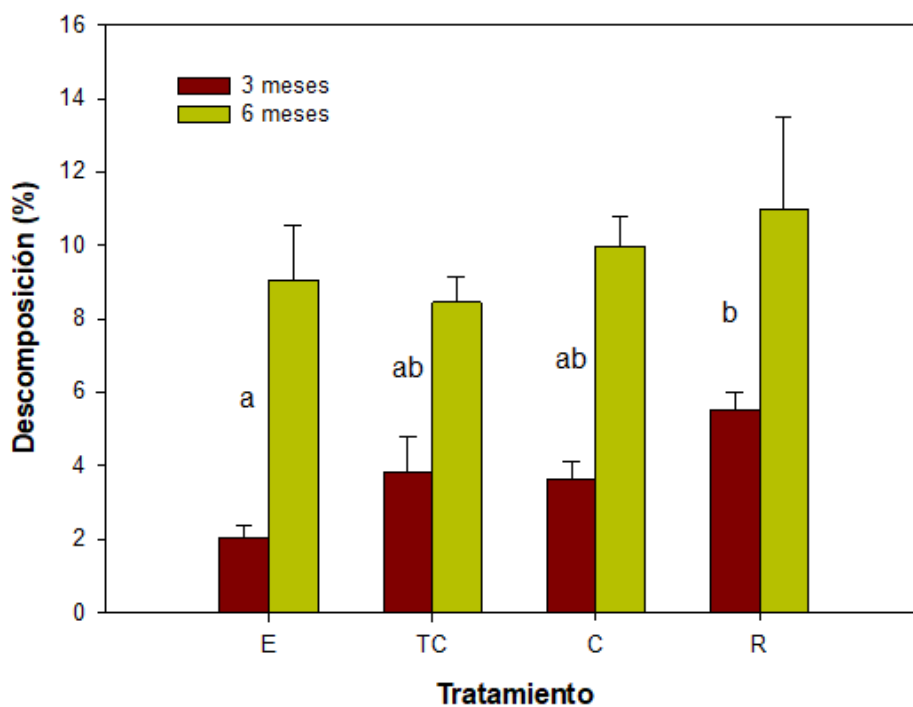


Figura 22: Porcentajes de descomposición, durante 3 y 6 meses, dentro de los 4 niveles de disponibilidad hídrica. Las barras muestran el promedio, y el error típico, de los porcentajes en cada nivel de disponibilidad hídrica, para cada periodo de tiempo. Las letras diferentes indican diferencias significativas entre los tratamientos en el mismo periodo de incubación.

DISCUSIÓN

El clima y la humedad edáfica son dos factores que, junto con la fertilidad del suelo, determinan la productividad de la comunidad (Pausas, 1997). El gradiente de humedad edáfica que conseguimos establecer con los distintos tratamientos alteró los diferentes procesos ecosistémicos evaluados. Los tratamientos implementados consiguieron reducir el periodo de sequía (en meses) en un 50% con el riego y aumentarlo en otro 50% con la exclusión, quedando reflejado en la humedad de suelo. Por otro lado, la estructura y composición de la comunidad no pareció dar una respuesta tan temprana a la sequía.

La producción y descomposición de hojarasca aumentaron con el tratamiento de riego, donde los periodos de sequía fueron menos intensos y más breves manteniendo mejor la humedad edáfica, lo que favorece estos procesos (Cortez, 1998; Llorens et al, 2004; Saura-Mas et al., 2012; Morillas, 2014). Así mismo, la producción de raíces y la riqueza de especies respondió de forma marginalmente significativa al gradiente de humedad, siguiendo el mismo patrón que la producción y descomposición de hojarasca.

Además del riego, la intensidad de aridez impuesta con el tratamiento de exclusión debilitó la disponibilidad hídrica, como demuestra la reducción (más o menos significativa) en E, respecto de C, para las variables mencionadas anteriormente. Esto demuestra que conseguimos implementar unas condiciones de sequía extremas, ya que, a corto plazo la productividad y la actividad microbiana solamente se ven afectadas en estas condiciones (Virzo De Santo et al., 1993; Reynolds et al, 1999; Saura-Mas et al., 2012).

A pesar de esto, los distintos procesos estudiados no respondieron al gradiente de disponibilidad hídrica de la misma forma en función del segundo factor analizado para cada variable. Así, la producción primaveral respondió al tratamiento de exclusión al contrario que la producción de otoño. Por lo que los resultados evidencian que la primavera es la estación más relevante en la caída de hojarasca, algo común en ecosistemas mediterráneos, al ser ésta su principal estación de crecimiento (Arianoutsou, 1989; Fioretto et al., 2003).

Por su parte, las diferencias en la descomposición de la hojarasca observadas en el gradiente de humedad sólo aparecieron en el periodo corto de incubación, igualándose los valores de descomposición en los tratamientos tras el periodo largo.

Respecto a la producción raíces, al contrario que en otros estudios, el fósforo no resultó limitante en la producción de la comunidad (Valdecantos et al., 2006). Ya que, en

suelos pobres en materia orgánica, el estado hídrico es el factor crucial para la producción de la comunidad (Couteaux et al., 1995; Pausas, 1997).

Los experimentos manipulativos de cambio climático deben plantearse a largo plazo, ya que estudian procesos anuales del ecosistema los cuales precisan de más de un año para reflejar sus respuestas a la restricción hídrica (Miranda *et al.*, 2011). Habitualmente este tipo de estudios de campo tienen una duración de entre 2 y 3 años (Arredondo *et al.*, 2016), aunque también los hay de 4 o más años (Estiarte *et al.*, 2016; Gherardi y Sala, 2013; Parra y Moreno, 2018). Con un año de resultados no podemos predecir respuestas a largo plazo, pero resultados de otros experimentos sobre comunidades de plantas anuales de regiones semiáridas, señalan que estas comunidades poseen gran capacidad de recuperación (Reynolds et al., 1999). Modelos futuros para el clima mediterráneo –caracterizados por condiciones más secas y cálidas– predicen una disminución en la capacidad de recuperación de los matorrales tras una perturbación; como es un incendio (Prieto et al., 2009).

CONCLUSIONES

- El sistema de exclusión utilizado excluye más del 75% del total de agua de lluvia. Sin embargo, lluvias torrenciales reducen la eficacia de exclusión en torno al 50% para lluvias de 40 L/m² y, a menos del 10% para lluvias mayores de 100 L/m².
- El periodo de sequía estival actual es el doble del teórico en esta zona de la cuenca mediterránea; y bajo cambios más drásticos en el patrón de precipitaciones la sequía se prevé que aumente hasta a 12 de 13 meses.
- La estructura y composición de la vegetación del matorral precisan de largos periodos de tiempo para ser alteradas.
- En condiciones de extrema sequía la producción y la actividad microbiana responsable de descomposición, se reducen en periodos de tiempo cortos. En cambio, si la sequía es más leve, estas variables precisan de periodos más largos para ser alteradas.
- La producción subterránea de raíces es más resistente a la sequía extrema que la producción aérea; permitiendo la permanencia de los parches de matorral por más tiempo.

CONCLUSIONS

- The exclusion system used exclude more than 75% of the total rainwater. However, torrential rains reduce the effectiveness of exclusion by around 50% for rains of 40 L / m² and, less than 10% for rains greater than 100 L / m².
- The current summer drought period is twice the theoretical one in this area of the Mediterranean basin; and under more drastic changes in the precipitation pattern the drought is projected to increase up to 12 of 13 months.
- The structure and composition of the shrub vegetation require long periods of time to be altered.
- In conditions of extreme drought, the production and the microbial activity responsible of decomposition are reduced in short periods of time. On the other hand, if the drought is milder, these variables require longer periods to be altered.
- Underground production of roots is more resistant to extreme drought than aerial production; allowing the patching of shrub for longer.

BIBLIOGRAFÍA

- Arianoutsou, M. (1989). Timing of litter production in a maquis ecosystem of North-Eastern Greece. *Oecology*, 10:371–378
- Arredondo T., García-Moya E., Huber-Sannwald E., Henry W L., Delgado-Balbuena J., and Luna-Luna M. (2016). Drought manipulation and its direct and legacy effects on productivity of a monodominant and mixed-species semi-arid grassland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 223, 32–140.
- Bellot, J., Sánchez, JR., Lledó, MJ., Martínez, P., and Escarré, A. (1992). Litterfall as a measure of primary production in Mediterranean Holm-oak forest. *Vegetatio*, 99–100:69–76
- Bond, WJ. and Van Wilgen, BW. (1996). Fire and plants. Chapman & Hall, London, UK. 263 pp.
- Brown, J. R., and Archer, S. (1999). Shrub invasion of grassland: recruitment is continuous and not regulated by herbaceous biomass or density. *Ecology*, 80: 2385-2396.
- Cortez, J., (1998). Field decomposition of leaf litters: relationships between decomposition rates and soil moisture, soil temperature and earthworm activity. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 783–793.
- Couteaux, M., Bottner, P., and Berg, B. (1995). Litter decomposition climate and litter quality. *Trends in Ecology and Evolution*, 10(2), 63–66.
- Cuevas, E., Brown, S., and Lugo, A. (1991). Above and below ground organic matter storage and production in a tropical pine plantation and a paired broadleaf secondary forest. *Plant and Soil*, 135: 257-268.
- De la Torre, A., and Alías-Pérez, L.J. (1996) Suelos y vegetación en el Alto Vinalopó. Universidad de Alicante 263 pp.
- Elvira, L. M., y Hernando, C. (1989). Inflamabilidad y energía de las especies del sotobosque. Colección Monografías 68, INIA, Madrid.
- Enright, N.J., Fontaine, J.B., Bowman, D.M.J.S., Bradstock, R.A., and Williams, R.J. (2015). Interval squeeze: altered fire regimes and demographic responses interact to threaten woody species persistence as climate changes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13: 265–272.
- Estiarte, M., Vicca, S., Peñuelas, J., Bahn, M., Beier, C., Emmett, B. A., Fay, P. A., Hanson, P. J., Hasibeder, R., Kigel, J., Kröel-Dulay, G., Larsen, K. S., Lelley-Kovács, E., Limousin, J.M., Ogaya, R., Ourcival, J.M., Reinsch, S., Sala, O.E., Schmidt, I.K., Sternberg, M., Tielbörger, K., Tietema, A., and Janssens,

- I.A. (2016) Few multiyear precipitation-reduction experiments find a shift in the productivity-precipitation relationship. *Global Change Biology*, 22(7),2570–2581.
- Facelli, J. M., and Pickett, S.T.A. (1991) Plant litter: Its dynamics and effects on plant community structure. *The Botanical Review*, 57(1),1–32.
- Fioretto, A., Papa, S., and Fuggi, A. (2003) Litter-fall and litter decomposition in a low Mediterranean shrubland. *Biology and Fertility of Soils*, 39(1), 37–44.
- Gherardi, L.A., and Sala, O.E. (2013) Automated rainfall manipulation system: A reliable and inexpensive tool for ecologists. *Ecosphere*, 4(2),1–10.
- IPCC (2014) Summary for Policymakers, Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Pausas, J.G. (1997) Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *Journal of Vegetation Science*, 8(5), 643–650.
- Knapp, A.K., and Smith, M.D. (2001) Variation among biomes in temporal dynamics of aboveground primary production. *Science*, 291:481–484.
- Maestre, F.T., Salguero-Gómez, R., and Quero, J.L. (2012) It is getting hotter in here: Determining and projecting the impacts of global environmental change on drylands. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367(1606), 3062–3075.
- Millennium Ecosystem Assessment – Ecosystems and human well-being: Desertification synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- Miranda, J.D., Armas, C., Padilla, F.M., and Pugnaire, F.I. (2011) Climatic change and rainfall patterns: Effects on semi-arid plant communities of the Iberian Southeast. *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1302–1309.
- Parra, A. and Moreno, J.M. (2018) Drought differentially affects the post-fire dynamics of seeders and resprouters in a Mediterranean shrubland, *Science of the Total Environment*, 626, 1219–1229.
- Pausas, J. G. (2004) La recurrencia de incendios en el monte mediterráneo, Avances en el estudio de la gestión del monte mediterráneo, Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo, Valencia, p. 53.
- Pausas, J.G. (1997) Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *Journal of Vegetation Science*, 8:643–650
- Peñuelas, J., Prieto, P., Beier, C., Cesaraccio, C., De Angelis, P., De Dato, G., Emmett, B.A., Estiarte, M., Garadnai, J., Gorissen, A., Láng, E.K., Kröel-Dulay, G., Llorens, L., Pellizzaro, G., Riis-Nielsen, T., Schmidt, I.K., Sirca, C., Sowerby, A., Spano, D., and Tietema, A., (2007) Response of plant species richness and primary productivity in shrublands along a north-south gradient in Europe to

- seven years of experimental warming and drought: Reductions in primary productivity in the heat and drought year of 2003. *Global Change Biology*, 13(12), 2563–2581.
- Pérez, B. and Moreno, J.M. (1998) Fire-type and forestry management effects on the early postfire vegetation dynamics of a *Pinus pinaster* woodland. *Plant Ecology*, 134(1), 27–41.
- Prieto, P., Peñuelas, J., Lloret, F., Llorens, L., and Estiarte, M., (2009) Experimental drought and warming decrease diversity and slow down post-fire succession in a Mediterranean shrubland. *Ecography*, 32(4), 623–636.
- Raich, J. W., Riley, R.H., and Vitousek, P.M. (1994) Use of root-ingrowth cores to assess nutrient limitations in forest ecosystems. *Canadian Journal of Forest Research*, 24, 2135–2138.
- Reynolds, J.F., Virginia, R.A., Kemp, P.R., De Soyza, A.G., and Tremmel, D.C. (1999) Impact of Drought on Desert Shrubs: Effects of Seasonality and Degree of Resource Island Development. *Ecological Monographs*, 69(1), 69–106.
- Santana, V. M. (2011) Dinámica de ecosistemas dominados por especies germinadoras obligadas en el oeste de la cuenca mediterránea: respuesta sucesional a incendios recurrentes. Tesis Doctoral, Universidad de Alicante, España, 151 pp.
- Santana, V.M., Baeza, M.J., Marrs, R.H., and Vallejo, V.R. (2010) Old-field secondary succession in SE Spain: can fire divert it? *Plant Ecology*, 211:337–349.
- Saura-Mas, S., Estiarte, M., Peñuelas, J., and Lloret, F. (2012) Effects of climate change on leaf litter decomposition across post-fire plant regenerative groups. *Environmental and Experimental Botany*, 77, 274–282.
- Seager, R., Ting, M., Held, I., Kushnir, Y., Lu, J., Vecchi, G., Huang, H.P., Harnik, N., Leetmaa, A., Lau, N.C., Li, C., Velez, J., and Naik, N. (2007) Model projections of an imminent transition to a more arid climate in southwestern North America. *Science*, 316: 1181– 1184.
- Throop, H., Reichmann, L., Sala, O., and Archer, S. (2012) Response of dominant grass and shrub species to water manipulation: an ecophysiological basis for shrub invasion in a Chihuahuan Desert Grassland. *Oecologia* 169:373–383.
- Valdecantos, A., Cortina, J. and Vallejo, V.R. (2006) Nutrient status and field performance of tree seedlings planted in Mediterranean degraded areas. *Annals of Forest Science*, 63, 249–256.
- Valencia, E. (2016) Efectos del cambio climático sobre los atributos de las comunidades bióticas y funcionamiento del ecosistema en zonas áridas. *Ecosistemas*, 25(3), 154–159.

- Van Auken, O.W. (2000) Shrub invasions of North American semiarid grasslands. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 31: 197-215.
- Yahdjian, L. and Sala, O.E. (2002) A rainout shelter design for intercepting different amounts of rainfall. *Oecologia*, 133(2) 95–101.

ANEXOS

ANEXO I: Tablas de ANOVA para Estructura y Composición.

Tabla 3: Resultados del análisis de ANOVA de 2 factores, Disponibilidad hídrica y Tiempo, y su interacción para las distintas variables de estructura y composición. El estadístico de Levene indica si se cumple el supuesto de homocedasticidad, en caso de que la Significación sea mayor de 0.05. En negrita están marcados los resultados significativos (p-valor<0.05)

Variable	Levene		Disponibilidad hídrica		Tiempo		Tiempo* Disponibilidad hídrica	
Cobertura	F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor
Total	2.299	0.08	1.095	0.38	0	1	0.283	0.837
Arbustiva	2.138	0.099	0.932	0.448	0.29	0.597	0.258	0.854
Subarbus- tiva	1.667	0.188	6.81	0.004	5.37	0.034	0.265	0.85
Pastizal	1.246	0.335	0.462	0.713	0.368	0.553	0.083	0.968
Biovolumen								
Total	3.05	0.031	4.881	0.013	1.239	0.282	0.1	0.959
Vivo	1.022	0.453	1.222	0.334	0.026	0.875	0.845	0.489
Afectado	1.976	0.123	0.811	0.506	4.804	0.044	1.619	0.224
Muerto	1.544	0.223	4.274	0.021	7.919	0.012	0.286	0.834
Arbustivo	1.981	0.122	5.146	0.011	1.167	0.296	0.066	0.977
Vivo	1.336	0.297	4.013	0.026	0.475	0.5	0.727	0.551
Afectado	3.708	0.014	0.402	0.753	9.76	0.007	1.824	0.183
Muerto	0.559	0.778	4.267	0.022	16.563	0.001	0.214	0.886
Subarbusti- vo	1.687	0.183	7.437	0.002	5.671	0.03	0.558	0.65
Vivo	1.74	0.17	7.03	0.003	3.622	0.075	0.85	0.487
Afectado	3.264	0.024	0.312	0.817	3.028	0.101	1.109	0.374
Muerto	1.624	0.199	7.312	0.003	6.363	0.02	0.517	0.677
Pastizal	1.127	0.394	0.533	0.666	0.49	0.494	0.078	0.971
Vivo	0.641	0.716	0.299	0.826	0.013	0.909	0.166	0.918
Afectado	2.199	0.091	0.547	0.657	2.252	0.153	0.119	0.947
Muerto	1.602	0.205	0.015	0.904	0.361	0.782	0.119	0.947
Incremento Riqueza Específica	3.311	0.078	3.251	0.081	-	-	-	-

ANEXO II: Tablas de ANOVA para la producción de hojarasca y raíces, y la descomposición de hojarasca.

Tabla 4: Resultados del análisis de ANOVA de 2 factores, Disponibilidad hídrica y Tratamiento secundario (de cada variable), y su interacción para las distintas variables de estructura y composición. El estadístico de Levene indica si se cumple el supuesto de homocedasticidad, en caso de que la Significación sea mayor de 0.05. En negrita están marcados los resultados significativos ($p\text{-valor} < 0.05$).

Variable	Levene		Disponibilidad hídrica		Estación		Tiempo* Disponibilidad hídrica	
Producción hojarasca	F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor	F	p-valor
	2.661	0.05	7.692	0.002	173.397	<0.001	3.603	0.037
Producción de raíces	Fósforo							
	3.05	0.031	4.881	0.013	1.239	0.282	0.1	0.959
Descomposición	Periodo							
	2.159	0.096	3.575	0.038	68.447	<0.001	0.265	0.85